

Uso de Macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de calidad del agua del río Palacagüina, Norte de Nicaragua

Use of benthic macroinvertebrates as bioindicators of water quality in the river Palacagüina, North of Nicaragua

Luis Eduardo Rosales¹

Sonia Sánchez Mateo²

1 Director de Planificación Municipal de Palacagüina, Madriz, Nicaragua. Correo Electrónico: luisromi1966@yahoo.es

2 Instituto de Ciencia y Tecnología Ambientales. Universidad Autónoma de Barcelona. Campus UAB, Edificio Cn Torre 5 4ª planta. 08193 Bellaterra (Cerdanyola del Vallès). España.

RESUMEN

El río Palacagüina se ubica en las coordenadas con latitud N 13°27'48" y longitud W 86°24'25"; la Ley de Aguas Nacionales de Nicaragua norma como zona de protección de fuentes de agua una franja de 200 metros a ambos lados del río; sin embargo el 58.95% de la superficie es utilizada para agricultura y ganadería que aportan una gran cantidad de nutrientes y elementos contaminantes al agua.

El objetivo de este estudio es Comparar la calidad del agua del Río Palacagüina parte alta versus parte baja mediante la utilización de macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de calidad de agua. El fin principal de este río es el abastecimiento de agua potable a través del sistema de galería de infiltración al 46.67% de la población total del Municipio de Palacagüina estimada en 15,003; INIFOM, 2012.

Durante el estudio se registraron 11 órdenes y 31 taxa; las taxas más representativas fueron Gomphidae (32.4%), Naucoridae (23.47%) y Libellulidae (16.85%). Los resultados del estudio de la calidad del agua del río Palacagüina utilizando el índice biological monitoring working party adaptado para Costa Rica (BMWP – CR) sugiere que las aguas del Río Palacagüina están contaminadas.

Palabras Claves: Macroinvertebrados, calidad de agua, río Palacagüina, BMWP - CR.

ABSTRACT

The river Palacagüina is located in coordinates with latitude N 13°27'48" and longitude W 86°24'25", The National Water Law of Nicaragua rules as a protection zone of water sources a strip of 200 meters on both sides of the river, however the 58.95% of the surface is used for agriculture and cattle raising that provide a lot of nutrients and pollutants elements to the water

The objective of this study is to compare the water quality of the River Palacagüina upper side versus the lower one, by using benthic macroinvertebrates as bioindicators of water quality. The main purpose of this river is the water supply system through the infiltration gallery to 46.67% of the total population of the municipality of Palacagüina estimated at 15,003; INIFOM, 2012.

During the study 11 orders and 31 taxa were recorded, the most representative taxa were Gomphidae (32.4%), Naucoridae (23.47%) and Libellulidae (16.85%). The results of the water quality of the river Palacagüina index using the biological monitoring working party

adapted to Costa Rica (BMWP - CR) suggests that the water of the River Palacagüina contaminated.

Keywords: Macroinvertebrates, water quality, river Palacagüina, BMWP - CR.

INTRODUCCION

El Río Palacagüina se ubica en la parte baja de la subcuenca del río Estelí, microcuenca Sabana Grande, según diagnóstico realizado por el Programa de Manejo Integrado de Cuencas Agua y Saneamiento (PIMCHAS) en el año 2009, calificó esta microcuenca como de sensibilidad media (intervenida, no muy afectada), este diagnóstico perfila tres niveles de sensibilidad: 1) Alta Sensibilidad: microcuencas muy alteradas, 2) Sensibilidad Media, microcuencas medianamente afectadas, 3) Sensibilidad Baja, microcuencas manejadas.

El río Palacagüina es intermitente la mayor parte de su recorrido, iniciando agua superficial permanente en la Comunidad de La Calera del Municipio de Palacagüina. Su importancia es el abastecimiento de agua potable al 46.67 % de la población del Municipio de Palacagüina estimada en 15,003 habitantes. INIFOM 2012.

Vásquez et al, 2000, (Courtemanch et al., 1989), refieren que la combinación del rápido crecimiento poblacional humano, la industrialización y la urbanización son causas directamente asociadas a la contaminación del agua; Gamboa et al. 2008, cita a Branco, 1984 que refiere que en las últimas décadas los sistemas fluviales han estado sometidos a la fuerte presión humana, debido a la intervención no planificada que ha desencadenado un mal manejo de aguas potencialmente potables para consumo humano y riego.

El río Palacagüina objeto de este estudio, el huracán Mitch (1998), arrasó con el bosque de galería y dio

como resultado nuevos usos de suelo pasando las áreas de protección a agricultura y ganadería extensiva. Observación y experiencia del autor.

La ley general de aguas nacionales de Nicaragua dice literalmente: "Se prohíbe la tala o corte de árboles o plantas de cualquier especie, que se encuentren dentro de un área de doscientos metros a partir de las riberas de los ríos".

En recorrido realizado se pudo constatar que únicamente el 32.05% de esta área referida por esta ley se encuentra con bosque; El restante 67.95% es utilizada para la agricultura, el cultivo de hortalizas, el pastoreo de bovinos y el cultivo de pastos de corta, viviendas y red vial, confirmándose lo referido por Abarca Morales 2007; que el cambio en la utilización de la tierra, la deforestación, el mal ordenamiento territorial así como una inadecuada gestión ambiental, tanto en los sectores productivos como en las áreas urbanas, han provocado que la mayoría de las cuencas, subcuencas y áreas de recarga posean diferentes niveles de contaminación.

En un inicio la calidad del agua se evaluaba mediante datos fisicoquímicos, donde estos analizan básicamente los efectos de la contaminación a corto plazo, Sin embargo, desde principio del siglo pasado, los métodos biológicos para determinar la calidad del agua se desarrollaron ampliamente en Europa, donde en la década de los años 50 se aceleró el avance de estos estudios, identificando las respuestas que ofrezcan plantas y animales como evidencia directa de la contaminación (Figuroa et al. 1999).

El uso de Macroinvertebrados acuáticos constituye hoy día una herramienta ideal para la caracterización biológica e integral de la calidad de agua, es necesario para un adecuado control y conservación de un ecosistema, un equipo conformado por especialistas que conozcan los métodos y los equipos que les permitan hacer una evaluación más certera del cuerpo en estudio" (Roldán, 1996).

No todos los organismos acuáticos podrán ser tomados como bioindicadores, las adaptaciones evolutivas a diferentes condiciones ambientales y límites de tolerancia a una determinada alteración dan las características a ciertos grupos que podrán ser considerados como organismos sensibles (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera) por no soportar variaciones en la calidad del agua, mientras que organismos tolerantes (Chironómidae, Oligoquetos), son característicos de agua contaminada por materia orgánica (Roldán, 1999).

Figuroa et al. 2003, citan a Rosenberg y Resh 1993; donde destaca que los indicadores biológicos más utilizados en la evaluación de ecosistemas fluviales del mundo son los macroinvertebrados bentónicos (>500µm), estos representan ventajas con relación a otros componentes de la biota acuática. Destacando (a) presencia en prácticamente todos los sistemas acuáticos continentales, lo cual facilita la realización de estudios comparativos, (b) Su naturaleza sedentaria (c) muestreos cuantitativos y análisis de las muestras se pueden realizar con equipos simple y bajo costo, (d) disponibilidad de método e índices para análisis de datos los que han sido validados en diferentes partes del mundo.

Vásquez et al. 2006 cita a (Bartram y Ballance, 1996 y Law, 1981), refiere que los ecosistemas acuáticos mantienen una gran diversidad de organismos, incluso mayor a los terrestres, por lo que los impactos como la contaminación inducen a cambios en la estructura de las comunidades, la función biológica de los sistemas acuáticos y al propio organismo, afectando su ciclo de vida, crecimiento y su condición reproductiva, por tal motivo, algunos organismos pueden proporcionar información de cambios físicos y químicos en el agua, ya que a lo largo el tiempo revelan modificaciones en la composición de la comunidad de los ecosistemas acuáticos.

Considerando la experiencia de este tipo de investigación en ríos de diferentes países del Mundo como lo sustentan Sweeney; 2010, Hanson, Springer y Ramírez; 2010, Paredes et, al. 2005, Cárdenas et, al. 2007, López B y López R 2011, y valorando la importancia de macroinvertebrados para determinar la calidad de agua a bajo costo y la importancia que tiene las aguas del río Palacagüina para consumo humano se planteó el objetivo. Comparar la calidad del agua de la parte alta versus la parte baja del río Palacagüina, utilizando como herramienta el Biological monitoring Working Party adaptado para Costa Rica (BMWP-CR).

METODOLOGIA

El río Palacagüina se ubica en las coordenadas con latitud N 13°27'48" y longitud W 86°24'25" en la microcuenca Sabana Grande cuyas características socioeconómicas y ambientales la clasifican como de sensibilidad media. Programa de manejo integrado de manejo de cuencas agua y saneamiento (MARENA-PIMCHAS), 2009.

La precipitación en Palacagüina oscila entre los 750 y 950 mm y la temperatura media anual entre 22°C y 26°C (INIFOM 2012). El caudal del río fue medido por el método del flotador que consiste en relacionar Velocidad/superficie. La fórmula utilizada fue: $Q = A \times V$. (Q: Caudal en m³/s; A: área en m² de la sección transversal del canal; V: Velocidad: metros por segundo), para medir la velocidad se realizó en un tramo de 10 metros y se midió el tiempo requerido para que flotador para recorrer esa distancia y se aplicó la fórmula $V = d/t$ donde d: distancia en metros y t: tiempo en segundos.



Figura Nº1: Imagen de subcuenca del río Estelí

El muestreo de macroinvertebrados bentónicos se realizó en los meses de Abril y Noviembre del 2012, entre las 7:30 de la mañana y 3:30 de la tarde aproximadamente. Para realizar este muestro se utilizó una red de 150cm x 150cm con luz de malla de 500 μm , esta se colocaba 50 cm en la superficie del río y se removía el material un metro aguas arriba para capturar la mayor cantidad de macro invertebrados, también se revisaban las piedras, ramas y otros materiales. Los macroinvertebrados colectados fueron colocados en alcohol al 70% y posteriormente se llevaron a la Estación Biológica El Limón de la Universidad FAREM –Sede Estelí para su identificación.

Los materiales utilizados para realizar el muestreo fueron envases de plástico, pinzas, malla de diámetro 500 μm , tamiz plástico de cocina doble, GPS- Garmin 60CSx, lápiz, lupas de 10x; microprocesador HI 9835, microscopios- estereoscópicos, guías de identificación de macroinvertebrados (BMWP – CR), bandeja de plástico, caja para guardar las muestras, rotulador de grafito, alcohol 70%, platos petry y agua destilada.



Figura Nº 2: Extracto de mapa topográfico escala 1:50,000; Ubicación del muestreo en Río Palacagüina.

Kohlmann, 2007, refiere que los procedimientos de utilizar macroinvertebrados como indicadores biológicos de la calidad de las aguas, específicamente de su grado de contaminación biológica, se ha venido utilizando desde hace ya algún tiempo en zonas templadas y subtropicales, pero últimamente también en regiones tropicales, como Costa Rica. Para ello la Universidad de Costa Rica (UCR) y la Universidad EARTH, están desarrollando guías de campo para la evaluación ecológica rápida de la calidad de las aguas de los ríos. Estas guías se utilizan en los programas de biomonitoreo y representan una alternativa rápida y barata para tal efecto.

Sánchez et. Al, 2010, citando a Kasangaki et al., 2008 refiere que la gran mayoría de trabajos en bioindicadores acuáticos se han enfocado en sistemas en regiones templadas; sin embargo el BMWP/CR y BMWP/Col han sido creados como una adaptación del índice Biological Monitoring Working Party (BMWP) (Hellawell, 1978) para su aplicación en Costa Rica y Colombia. Estos son uno de los pocos índices biológicos cuya información se ha adecuado a los cuerpos de aguas de las regiones neotropicales, su aplicación ha sido extensamente trabajada y especializada en Costa Rica (MINAE, 2007) y en Colombia (Roldan, 2003). El índice BMWP – CR adquiere valores comprendidos entre 0 y un máximo indeterminado, en la práctica no suele superar 200. En función de este puntaje se establecen 6 niveles de Calidad para el Agua (los dos primeros pertenecen al grupo de aguas no contaminadas).

TablaN° 1. Puntaje y niveles de calidad de agua según “ biological monitoring working party” adaptado para Costa Rica (BMWP - CR)

| Valor | Significado | Color |
|-----------|---|-------|
| >120 | Aguas de calidad excelente | Azul |
| 101 - 120 | Aguas de calidad buena, no contaminadas o no alteradas de manera sensible | Azul |
| 61 - 100 | Aguas de calidad regular, contaminación moderada | Verde |

| | | |
|---------|--|----------|
| 36 - 60 | Aguas de mala calidad, Contaminadas | Amarillo |
| 16 - 35 | Aguas de mala calidad, Muy Contaminadas | Naranja |
| ≤ 15 | Aguas de calidad muy mala, extremadamente contaminadas | Rojo |

Tabla N° 2. Los taxos recolectados fueron agrupados por órdenes y familias asignándose el valor de tolerancia según la tabla de valores BMWP – CR. Tabla tomada de K. Garces et al. 2006.

| Puntaje | Siglas del orden | Familias |
|---------|------------------|--|
| 10 | O | Polyithoridae |
| | D | Blepharecidae; Athericidae |
| | E | Heptageniidae |
| | P | Perilidae |
| 8 | T | Lepidostomatidae; Odontecidae; Hydrobisidae; Ecnomidae |
| | E | Leptophebiidae |
| | O | Cordulegasteridae; Corduliidae; Aeshnidae; Perilestidae |
| | T | Lemniphilidae; Calamoceratidae; Leptorecidae; Glossosomatidae |
| 7 | B | Blaberidae |
| | C | Ptodactylidae; Psephenidae; Lutrochidae |
| | O | Gomphidae; Lestidae; Megapodagrionidae; Protoneuridae; Platysticidae |
| | T | Philotomatidae |
| 6 | Cr | Talitridae; Gammaridae |
| | O | Libellulidae |
| | M | Corydalidae |
| | T | Hydroptilidae; Polycentropodidae; Xiphocentronidae |
| 5 | E | Eutryplociidae; Isonychidae |
| | L | Pyralidae |
| | T | Hydropsychidae; Helicopsychidae |
| | C | Dryopidae; Hydraenidae; Elmidae; Limnichidae |
| | E | Leptohiphycidae; Oligoneuidae; Polymitarcyidae; Baetidae |
| | Cr | Crustacea |
| Tr | Turbellaria | |

| | | |
|---|----|---|
| 4 | L | Pyralidae |
| | T | Hydropsychidae; Helicopsychidae |
| | C | Dryopidae; Hydraenidae; Elmidae; Limnichidae |
| | E | Leptohyphicidae; Oligoneuroidae; Polymitarcyidae; Baetidae |
| | Cr | Crustacea |
| | Tr | Turbellaria |
| 3 | C | Hydrophilidae |
| | D | Psychodidae |
| | Mo | Valvatidae; Hydrobiidae; Lymnaeidae; Physidae; Planorbidae; Bithyniidae; Bythinellidae; Sphaeriidae |
| | A | Hirudinea; Glossophoridae; Hirudidae; Erpobdellidae |
| | Cr | Asellidae |
| 2 | D | Chironomidae; Culicidae; Ephydriidae |
| | D | Syrphidae |
| 1 | A | Oligochaeta (Todas las clases) |

Significado de siglas: D: Díptera; E: Ephemeroptera; P: Plecóptera; T: Tricóptera; O: Odonata; C: Coleóptera; M: Megalóptera; H: Hemíptera; L: Lepidóptera; B: Blattodea; Tr: Tricladida; Cr: Crústacea; A: Annélida; Mo: Molusco.

RESULTADOS

Durante el estudio se recolectaron 11 órdenes y 31 familias; las mas representativas Gomphidae con 32.4%, Naucoridae 23.47%, Libellulidae 16.85%, Platisticidae 3.61%, Corilidae 3.01. Las temperaturas registradas oscilaron entre 26.1°C y 28.3°C, el ph varió entre 7.10 a 7.49, la conductividad osciló entre los 253 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ a los 316 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Los caudales oscilaron entre 0.03m³/s en la parte alta a 0.07m³/s en la desembocadura del río en verano y de 0.06m³/s en el parte alta a 0.30m³ en la parte baja en invierno.

Tabla N° 3. Resumen de individuos recolectados durante los muestreos en el río Palacagüina. Año 2012

| Época del año | Parte alta del río | | Parte baja del río | | Total de individuos | |
|---------------|-------------------------|----|-------------------------|----|---------------------|-----|
| | Individuos recolectados | % | Individuos recolectados | % | Recolectados | % |
| Verano | 268 | 44 | 151 | 38 | 419 | 42 |
| Invierno | 342 | 56 | 242 | 62 | 584 | 58 |
| Total | 610 | 61 | 393 | 39 | 1003 | 100 |

La aplicación de bioindicadores de calidad de agua en el Río Palacagüina considerando la tabla de puntajes BMWP – CR, sugiere que está contaminado en todo su trayecto y el nivel de contaminación se incrementa hacia la parte baja; También al analizar las estaciones del año, la contaminación es mayor en invierno.

Según Sanchez et, al. 2010 los índices de calidad de aguas analizados con los métodos BMWP/CR, BMWP/Col e ICA/Pan en la cuenca del río Capira en Panamá sugieren que la calidad del agua cambia entre sitios y entre épocas. En los sitios conforme transcurre río abajo hay un progresivo deterioro del ecosistema acuático producto de la alteración del hábitat por la actividad humana, mientras que cuando llegan las lluvias cambian la química del agua reduciendo la calidad del agua, alterando los arreglos de macroinvertebrados bénticos; El río Palacagüina presenta un comportamiento similar trabajando con el índice BMWP – CR.

F. Guerrero et al. 2003, Zúñiga de Cardozo, 2000 afirma que el indicador ideal es aquel que tiene tolerancias ambientales estrechas; por el contrario, aquellos organismos o poblaciones que tienen tolerancias amplias para diferentes condiciones ambientales y cuyos patrones de distribución y abundancia se afectan poco por variaciones del hábitat, se consideran pobres indicadores de calidad ambiental. afirma que en aguas limpias es común encontrar poblaciones dominantes de ephemeropteros, plecópteros y tricópteros, a

diferencia de los cuerpos de aguas contaminadas donde prevalecen poblaciones de quironómidos y anélidos (Roldán 1999). En el río Palacagüina de las poblaciones indicadoras de buena calidad de agua se encontró únicamente ephemerópteras con el 4.69%.

El estudio de calidad del agua del río Palacagüina se expresa en la siguiente imagen de mapa; donde color amarillo en el sitio de muestreo corresponde a aguas contaminadas y color naranja corresponde a aguas muy contaminadas.

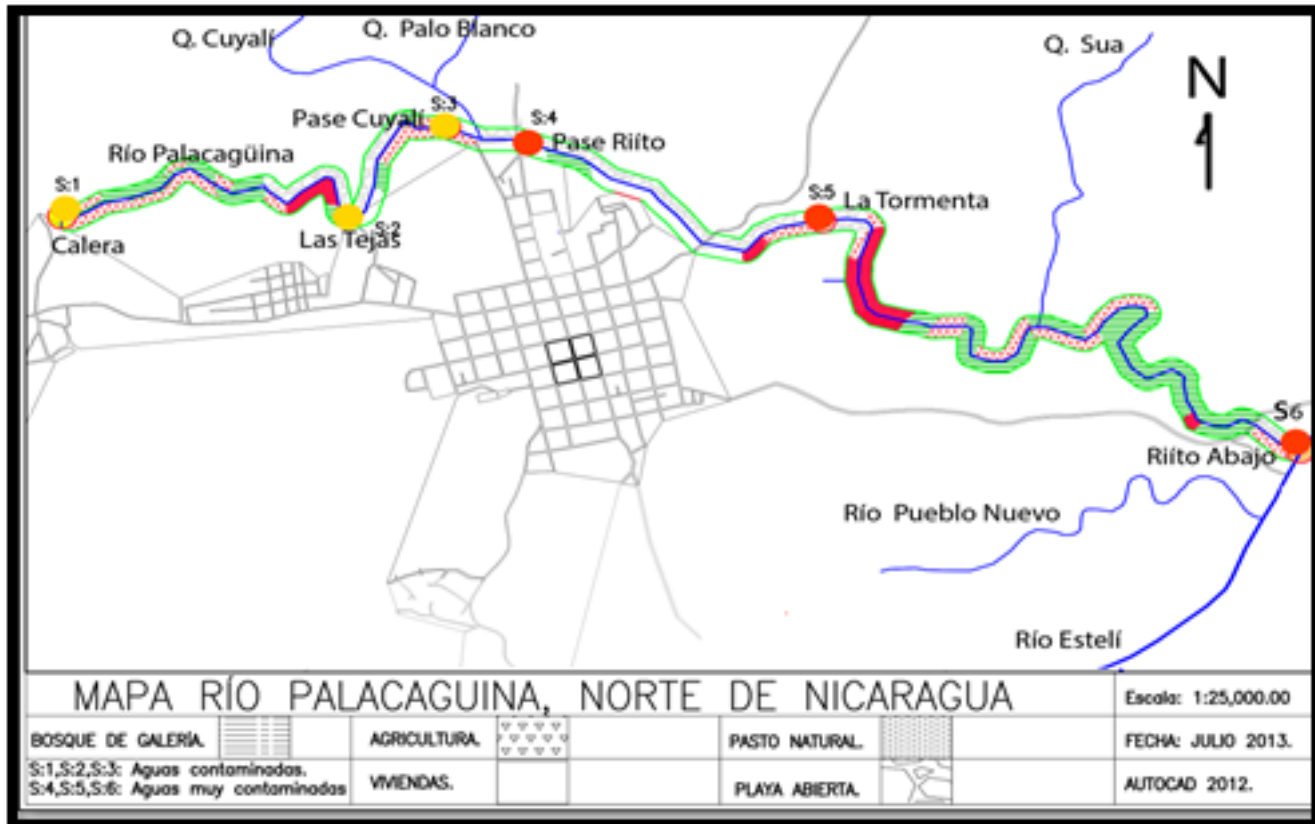


Figura N°3 Localización de muestreo y resultados según tabla BMWP-CR; gráfica del autor.

Entre los factores observados que contribuyen a la contaminación del río están: el cambio de uso del suelo para agricultura y ganadería, arrastre de sedimentos proveniente de industria de ladrillos, extracción de arena y tierra en la ribera del río, Lavado de vehículos, lavado de ropa, tránsito vehicular por el lecho del río, descarga de aguas pluviales y residuales provenientes de la Ciudad. Observaciones del autor.

Figuroa et al. 2003 afirma que el estudio de los macroinvertebrados bentónicos como organismos indicadores de calidad del agua, permite identificar si han sido afectados por cambios físicos o químicos de su hábitat, pero no indica directamente cual es la causa específica que los afecta lo cual debe ser

asociado con información de hábitat físico; también cita a Bis et al. 2000; Nerbonne & Vondracek 2001, Liljaniemi et al. 2002, Lyons et al 2000, Whiles et al. 2000, Fitzpatrick et al.2001, Stewart et al. 2001, Liljaniemi et al. 2002 correlacionaron de manera positiva las variables de fósforo total, temperatura, nitrato, conductividad eléctrica, demanda biológica de oxígeno y nitrógeno total; y de manera negativa oxígeno disuelto las cuales son variables asociadas a actividades agrícolas y ganaderas que generan contaminación a los cuerpos de agua; en el caso del río Palacagüina el 58.95% del área riparia del río Palacagüina es utilizada para estas actividades.

Tabla N° 4. Detalle de resultados obtenidos en la investigación. Resultados de muestro según tabla de valores BMWP - CR (Adaptada para Costa Rica)

| Sitio de muestreo | Valor (BMWP - CR) Verano | Valor (BMWP - CR) Invierno | Valor (BMWP - CR) Promedio Verano – Invierno | Valor (BMWP - CR) promedio/sitio | Valor (BMWP - CR) Parte alta - parte baja |
|-------------------|--------------------------|----------------------------|--|----------------------------------|---|
| Calera | 42 | 35 | 39 | | Parte Alta del Río Palacagüina. (Aguas de mala calidad , contaminadas) |
| Calera1 | 35 | 53 | 44 | 41,25 | |
| Tejas | 43 | 42 | 43 | | |
| Tejas1 | 49 | 31 | 40 | 41,25 | |
| P. Cuyalí | 77 | 18 | 48 | | |
| P. Cuyalí1 | 37 | 53 | 45 | 46,2 | |
| P. Riíto | 47 | 27 | 37 | | Parte Baja del Río Palacagüina. (Aguas de mala calidad, Muy contaminadas) |
| P. Riíto1 | 25 | 33 | 29 | 33,00 | |
| La Tormenta | 32 | 26 | 29 | | |
| La Tormenta 1 | 30 | 28 | 29 | 29,00 | |
| Riíto Abajo | 31 | 26 | 29 | | |
| Riíto Abajo1 | 25 | 27 | 26 | 27,25 | |

Aplicando los análisis estadísticos de correlaciones de Pearson y Spearman se obtienen diferencia significativa al 0.01 y significancia bilateral al nivel 0.05 confirmando que la calidad del agua varía a lo largo del año; también existe una correlación inversa con entre los sitios de muestreo es decir que los sitios donde se realizaron los muestreos no existen las condiciones adecuadas para la colonización de macroinvertebrados ya sea por contaminación o daños físicos al ambiente donde se desarrolló el estudio.

Tabla N° 5: Correlaciones de Pearson

| | | Época de muestreo | Sitio de muestreo | Índice BMWP-CR |
|---|------------------------|-------------------|-------------------|----------------|
| Época de muestreo | Correlación de Pearson | 1 | ,049 | .269** |
| Sitio de muestreo | Correlación de Pearson | ,049 | 1 | -.090** |
| Índice BMWP-CR | Correlación de Pearson | .269** | -.090** | 1 |
| ** La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral). | | | | |
| * La correlación es significante al nivel 0,05 (bilateral). | | | | |

Tabla N° 6: Correlaciones Spearman

| | | Época de muestreo | Sitio de muestreo | Índice BMWP-CR |
|---|----------------------------|-------------------|-------------------|----------------|
| Época de muestreo | Coeficiente de correlación | 1,000 | ,047 | .367** |
| Sitio de muestreo | Coeficiente de correlación | ,047 | 1,000 | -.081* |
| Índice BMWP-CR | Coeficiente de correlación | .367** | -.081* | 1,000 |
| ** La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral). | | | | |

CONCLUSIONES

La Aplicación del “biological monitoring working party” adaptado para Costa Rica (BMWP - CR) sugiere que sus aguas del río Palacagüina se encuentran contaminadas en la parte alta y muy contaminadas en la parte baja. Se observó que las intervenciones en las riberas de la parte del río son menos frecuentes, en la parte baja el abrevadero de ganado por tiempo indeterminado, utilización del lecho del río como vía de acceso, Lavanderías de ropa, vehículos y la entrada de aguas provenientes del drenaje urbano incrementan el nivel de contaminación. En la estación lluviosa se incrementan los niveles de contaminación siendo el principal factor la sedimentación.

Considerando la importancia que tiene este río para el municipio de Palacagüina; se recomienda realizar un estudio de calidad de agua utilizando análisis de laboratorio físicos, químicos y bacteriológicos, y continuar con el monitoreo mediante métodos de bioindicación utilizando macroinvertebrados bentónicos. Elaborar un plan de manejo de manera urgente de la micro-cuenca sabana grande para iniciar acciones de protección de la fuente de agua.

BIBLIOGRAFÍA

Alonso A. 2006; Valoración del efecto de la degradación ambiental sobre los macroinvertebrados bentónicos en la cabecera del río Henares. Departamento de Ecología. Universidad de Alcalá, 28871. Alcalá de Henares. Madrid. España; Revista ECOSISTEMAS, Pág. 5

C. Salomé, G. Hernán, Aránguiz F. & Figueroa R. 2009. Evaluación de la calidad de las aguas del estero Limache (Chile central), mediante bioindicadores y bioensayos. *Lat. Am. J. Aquat. Res.*, 37(2): 199-209, 2009 199, DOI: 10.3856/vol37-issue2-fulltext-7.

Costa Rica; La Gaceta electrónica; decreto N° 33903-MINAE-S septiembre del 2007 diario oficial de Costa Rica. La Uruca, San José, Costa Rica. N° 178: pág 7.

Darrigran, G, A. Vilches; T. Legarralde y C. Damborenea; 2007 Guía técnica para el estudio de macroinvertebrados; I.- Métodos de colecta y técnicas de fijación, serie técnica N° 10; Pag 86. ProBiota, FCN, UNLP La Plata, Buenos Aires, Argentina.

Endara A. 2012. Identificación de macro invertebrados bentónicos en los ríos: Pindo Mirador, Alpaya y Pindo Grande; determinación de su calidad de agua; Enfoque UTE, V.3-N.2, Dic.2012: pp.33-41; Universidad Tecnológica Equinoccial, Facultad de Ciencias de la Ingeniería, Quito – Ecuador.

Figueroa R., Valdovinos C., Araya E., Parra O. (2003). Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad de agua ríos del sur de Chile, revista Chilena de historia natural; 76:275-585.

Bland J.; 2012; A Selection of Aquatic Macroinvertebrates of Illinois, USA Organized by Illinois RiverWatch Taxa Categories, versión 1. Line drawings and narrative courtesy of Illinois RiverWatch and Illinois Natural History Survey, Prairie Research Institute of Illinois. Environment, Culture, and Conservation, The Field Museum, Chicago, IL 60605 USA; Pág 6.

Franquet J. 2009. El caudal mínimo medioambiental del tramo inferior del Río Ebro, Primera edición, mayo de 2009; Pág 342.

Giacometti J. y Bersosa F. 2006: Macroinvertebrados acuáticos y su importancia como bioindicadores de calidad del agua en el río Alambi; Boletín Técnico 6, Serie Zoológica 2: 17-32. Carrera en Ciencias Agropecuarias, IASA I. Sangolquí, Ecuador.

K. Garcés, R. Gutiérrez, B. Kohlmann, J. Yeomans, R. Botero, 2006; Caracterización del sistema de descontaminación productivo de aguas servidas en la finca pecuaria integrada de la universidad earth: II. bioindicadores Universidad EARTH; Las Mercedes de Guácimo, Limón, Costa Rica.

Maroñas M.; Marzoratti G.; Vilches A.; Legarralde T. y Darrigran G.; 2010 Guía para el estudio de macroinvertebrados. II.- Introducción a la metodología de muestreo y análisis de datos.

Serie técnica N° 12; Pag 35. ProBiota, FCN, UNLP
La Plata, Buenos Aires, Argentina.

Gamboa M. Reyes R. y Arrivillaga J. 2008;
Macroinvertebrados bentónicos como
bioindicadores de salud ambiental. Boletín de
Malariología y Salud Ambiental, Vol. XLVIII, N° 2,
Agosto-Diciembre, 2008

Moya N., Gibon M., Gibon F., Oberdorff T., Rosales
C. y Domínguez E., 2009; Comparación de las
comunidades de macroinvertebrados acuáticos
en ríos intermitentes y Permanentes del altiplano
boliviano: implicaciones para el futuro cambio
climático. Ecología Aplicada, Departamento
Académico de Biología, Universidad Nacional
Agraria La Molina, Lima – Perú.

Sánchez R., Cornejo A, Boyero L. y Santos Murgas A.
2010 Evaluación de la calidad del agua en
la cuenca del Río Capira, Panamá. Revista
Tecnociencia Volumen 12; N° 2

Springer M., Vasquez D., Castro A., Kohlmann B.
2007. Bioindicadores de la Calidad de Agua.
Derechos reservados Univ. EARTH.

V. Gabriela, C. German A. Mejía, G. Ignacio, P. Roberto
y C. Thala 2006. Bioindicadores como
herramientas para determinar la calidad del agua.
Depto. El Hombre y su Ambiente, UAM-X.

Vasquez D., Springer M., Castro A., Kohlmann B.
2010. Bioindicadores de la Calidad de Agua
cuenca del Río Tempisque. Derechos reservados
Univ. EARTH.